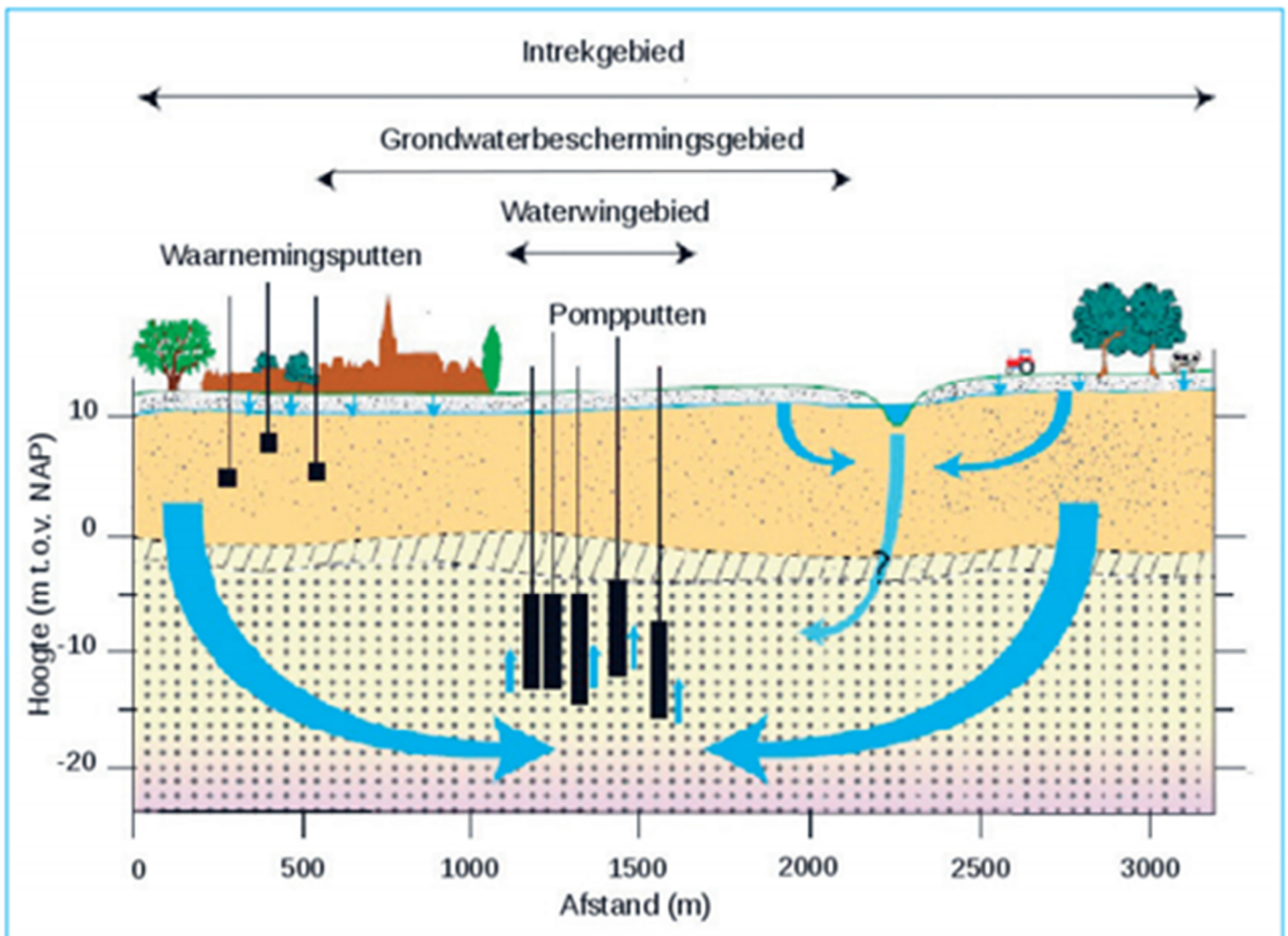




# Veenoxidatie

Invloed op kwetsbaarheid drinkwaterwinningen en vuilemissie naar grondwater



# Veenoxidatie

## Invloed op kwetsbaarheid drinkwaterwinningen en vuilemissie naar grondwater

---

<b>Projectnummer WLN:</b>	830500
<b>Datum:</b>	18-2-21
<b>Status:</b>	Definitief
<b>Auteurs:</b>	Anna Strulik en Anne-Marie te Kloeze
<b>Collegiale toets:</b>	Dirk van der Woerd
<b>Opdrachtgever:</b>	Bestuur en projectgroep Waterketen Onderzoek Noord
<b>Goedgeurting:</b>	Goedgekeurd in de bestuursvergadering van de WON dd 18-2-21

---



Het kwaliteitsmanagementsysteem van WLN B.V. is gecertificeerd volgens ISO 9001 en is van toepassing op het op projectmatige basis adviseren op het gebied van watertechnologie.

Ondanks alle zorg die aan de samenstelling van deze uitgave is besteed, kan noch de auteur, noch WLN B.V., noch WLN Business B.V. aansprakelijkheid aanvaarden voor schade die het gevolg is van enige fout in deze uitgave.

© WLN Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden vervoelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van WLN B.V., noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

# Inhoudsopgave

<b>1</b>	<b>INLEIDING</b> .....	<b>1</b>
1.1	AANLEIDING .....	1
1.2	DOEL.....	1
1.3	AANPAK.....	1
1.4	LEESWIJZER .....	1
<b>2</b>	<b>SAMENVATTING LITERATUURSTUDIE</b> .....	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>RISICO INSCHATTING KWETSBAARHEID WINNINGEN WMD EN WBGR</b> .....	<b>3</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN</b> .....	<b>7</b>
	<b>REFERENTIES</b> .....	<b>8</b>
	<b>BIJLAGE 1: WLN RAPPORT LITERATUURSTUDIE NAAR HET EFFECT VAN BODEMEIGENSCHAPPEN OP DE RETENTIE VAN OMV'S MET EEN VERTALING NAAR VEENGRONDEN</b> .....	<b>I</b>
	<b>BIJLAGE 2 VEENKAARTEN</b> .....	<b>XVI</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Veenoxidatie treedt op in grote delen van (Noord) Nederland, mede onder invloed van het hanteren van lage waterpeilen. De grondwaterstand is van invloed op de afbraaksnelheid van het veen. Het verdwijnen van het veen heeft consequenties voor de landbouw, natuur en kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater. Onbekend is wat de impact van veenoxidatie is op het 'beschermend vermogen' van veenpakketten bij het tegengaan van vervuiling van (dieper) grondwater.

Als veen een bescherming biedt tegen antropogene verontreiniging van het grondwater, kunnen de veenpakketten voor de drinkwaterwinning een grote rol spelen. Dit geldt voor kwetsbare winningen, waar geen afdekkende kleilagen in de ondergrond aanwezig zijn die de verontreinigingen vanaf maaiveld tegen kunnen houden. Dunner worden, of uiteindelijk verdwijnen van deze veenpakketten betekent dat deze winningen veel kwetsbaarder kunnen worden voor antropogene verontreiniging, zoals organische microverontreinigingen (OMV).

## 1.2 Doel

Op basis van bekende gegevens een beeld vormen of het verdwijnen van veen als gevolg van veenoxidatie een bedreiging in grondwaterbeschermingsgebieden vormt, bij het tegenhouden van OMV's naar het diepere grondwater.

## 1.3 Aanpak

Met een literatuurstudie (WLN, Anne Strulik 2020, bijlage 1) is onderzoek gedaan naar de processen die invloed hebben op het gedrag van organische microverontreinigingen. Er is gekeken naar welke bodemparameters deze processen bepalen. Op basis van deze informatie kan een mogelijke bescherming of kwetsbaarheid van veengronden ten opzichte van andere bodems, zoals zandgronden, worden afgeleid en een mogelijk risico op de grondwaterkwaliteit worden ingeschat van het verdwijnen van veen door veenoxidatie. Daarna is aan de hand van gegevens over de veenlagen bij drinkwaterwinningen van de WMD en Waterbedrijf Groningen een inschatting gemaakt bij welke winningen de aanwezige veenlagen een beschermende rol zouden kunnen spelen tegen het doordringen van OMV's naar het diepere grondwater.

## 1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 is een samenvatting gegeven van de resultaten en conclusies van de literatuurstudie. De risico's van veenoxidatie voor de drinkwaterwinningen van Waterbedrijf Groningen en WMD zijn in hoofdstuk 3 globaal ingeschat. Hoofdstuk 4 sluit af met conclusies en aanbevelingen.

## 2 Samenvatting literatuurstudie

De belangrijkste effecten van drainage van veengronden zijn bodemdaling, inkrimping van de toplaag en de mineralisatie of de oxidatie van het organische bodemmateriaal. De oxidatie van veengebieden leidt tot een vermindering van veen en tot een verandering van het organische materiaal in de veengronden. Dit kan leiden tot een verandering in de hydraulische eigenschappen. Daarnaast heeft een hoog organisch stofgehalte in de bodem vaak een positief effect op de retentie van OMV's. Omdat veen een hoog organisch stofgehalte heeft, draagt de aanwezigheid van veen bij aan de retentie van OMV's

De processen die het gedrag van organische microverontreinigingen (zoals gewasbeschermingsmiddelen) beïnvloeden zijn voornamelijk sorptie en biodegradatie. Bij sorptie vindt een eerste snelle adsorptie plaats op het oppervlak van bodemdeeltjes. Een tweede langzame absorptie is de volgende stap waarbij diffuus transport naar de kern plaatsvindt. In het algemeen is het eerste proces omkeerbaar, terwijl het tweede onomkeerbaar is. Biodegradatie is een ander fundamenteel proces in het gedrag van stoffen. Waar biodegradatie de concentratie van de stof verlaagt, kunnen als keerzijde wel mobiele en meer schadelijke metabolieten worden gevormd.

Het *sorptiegedrag* van veel gewasbeschermingsmiddelen is primair gerelateerd aan het gehalte organische stof en klei in de bodem. De sorptie van polaire gewasbeschermingsmiddelen wordt ook beïnvloed door de minerale stof die aanwezig is. Bovendien wordt de sorptie van ioniseerbare gewasbeschermingsmiddelen beïnvloed door de zuurgraad in de bodem.

De belangrijkste variabelen voor *biodegradatie* zijn de biologische beschikbaarheid van de organische verontreinigingen voor organismen, de hoeveelheid biomassa, hun afbraakcapaciteit en de activiteit of de fysiologische toestand van micro-organismen. Ook wordt biologische afbraak beïnvloed door het gehalte aan organische stof in de bodem.

Er is weinig specifieke literatuur gevonden aangaande het effect van veen op de retentie van OMV's naar het diepere grondwater. Het is daarom moeilijk om precies te zeggen welke impact veenoxidatie heeft op het tegenhouden van OMV's. Uit deze literatuurstudie blijkt echter wel dat sorptie en biologische afbraakprocessen de belangrijkste parameters zijn voor het tegenhouden van gewasbeschermingsmiddelen door de bodem. Uit een groot aantal van de in deze literatuurstudie gepresenteerde onderzoeken blijkt dat deze processen in belangrijke mate worden beïnvloed door het organische gehalte van de bodem. Omdat veen voornamelijk bestaat uit organisch materiaal is het aannemelijk dat het een positief effect heeft op de retentie van OMV's.

De ontwatering van veengronden leidt tot een vermindering en tot een verandering van het organisch materiaal. Mersie (1999) onderzocht het gedrag van metolachloor in wetlands met een hoog organisch stofgehalte. Uit dat onderzoek bleek dat deze wetlands, in tegenstelling tot landbouwbodems, een significant betere filterfunctie/retentie vormen voor metolachloor en vergelijkbare gewasbeschermingsmiddelen. Deze studie is echter onvoldoende bewijs om een generieke conclusie te trekken. Om precieze uitspraken te kunnen doen moet het bodemmateriaal nader worden onderzocht (bodemeigenschappen zoals pH, organisch koolstofgehalte, textuur, kationwisselingscapaciteit, dikte en verdeling van de veenlagen.). Ook wordt aanbevolen lokaal sorptie- en uitloogproeven te doen.

### 3 Risico inschatting kwetsbaarheid winningen WMD en WBGr

De kwetsbaarheid van de winningen van Waterbedrijf Groningen en de WMD is beschreven in de gebiedsdossiers, actualisatie 2019. Deze gebiedsdossiers zijn opgesteld onder auspiciën van de provincies en worden periodiek geactualiseerd. De laatste actualisatie heeft plaats gevonden in 2019. Uit het literatuuronderzoek dat in het vorige hoofdstuk is samengevat zijn aanwijzingen te destilleren dat een veenlaag bijdraagt aan de bescherming van een winning. Deze bescherming is vooral van belang als onder de veenlaag geen verder beschermende afdichtende lagen worden aangetroffen. Die bescherming bestaat bijvoorbeeld uit aaneengesloten kleilagen die voorkomen of sterk vertragen dat OMV's vanaf maaiveld naar het dieperliggend watervoerend pakket kunnen stromen. Dit is het pakket waaruit het grondwater wordt onttrokken voor de drinkwaterproductie.

In tabel 1 is per winning aangegeven of zij als kwetsbaar is beoordeeld in de laatste update van de gebiedsdossiers (2019) en of er een veenlaag aanwezig is in (een deel) van het grondwaterbeschermingsgebied. Voor die winningen is het immers interessant om:

1. Nader te onderzoeken wat de beschermende functie is van de nog aanwezige veenlaag
2. Te onderzoeken hoe die veenlaag kan worden behouden.

In tabel 1 is de dikte of aanwezigheid van een veenlaag per locatie gegeven en de kwetsbaarheids kwalificatie uit de gebiedsdossiers<sup>1</sup>.

Tabel 1: Dikte of aanwezigheid (ja/nee) veenlaag en kwetsbaarheidskwalificatie per winning

Winning	Dikte of aanwezigheid (ja/nee) veenlaag grondwater beschermingsgebied	Kwalificatie winning qua Kwetsbaarheid conform gebiedsdossier (2019)
De Punt	0 - 2 m	matig kwetsbaar
Onnen	0,2 - 2 m	matig kwetsbaar
De Groeve	0 - 2 m	kwetsbaar
Nietap	0 - 2 m	matig kwetsbaar
Sellingen	0 - 0,5 m	weinig kwetsbaar
Ruinerwold	0 - 1 m	kwetsbaar
Hoogeveen – Holtien	0,1 - 2 m	weinig kwetsbaar
Kruidhaars	0 - 1 m	matig kwetsbaar*
Annen – Breevenen	0 - 1 m	matig kwetsbaar
Assen West	ja	matig kwetsbaar

<sup>1</sup> Van een aantal winningen is in bijlage 2 een gedetailleerde kaart opgenomen van veendiktes in het grondwaterbeschermingsgebied. Voor die winningen is een veendikte aangegeven in tabel 1. Voor de andere winningen is (vanuit de gebiedsdossiers) aangegeven of er wel of geen veenpakket ligt in (een gedeelte van) het grondwaterbeschermingsgebied.

Winning	Dikte of aanwezigheid (ja/nee) veenlaag grondwater beschermingsgebied	Kwalificatie winning qua Kwetsbaarheid conform gebiedsdossier (2019)
Assen	ja	matig kwetsbaar
Hoogeveen	nee	weinig kwetsbaar
Dalen	nee	matig kwetsbaar
Zuidwolde	ja	weinig kwetsbaar
Beilen	ja	kwetsbaar
Gasselte	nee	kwetsbaar
Havelterberg	nee	kwetsbaar
Leggelo	ja	kwetsbaar
Valtherbos-Noordbargeres	ja	kwetsbaar

\*: Het gebiedsdossier Kruidhaars spreekt over een kwetsbare winning daar waar de bovenste laag uit zandgrond bestaat en van een weinig kwetsbare winning daar waar de bovengrond weinig kwetsbaar is voor uitspoeling als gevolg van een hoog organisch stofgehalte

De veendikte van de winningen van de WMD en WBGr varieert van 0 tot 2 meter. Naast de veenlagen bestaat de ondergrond per winning uit verschillende formaties klei- en zandlagen (zie ook de beschrijving van de bodem in de gebiedsdossiers). Zo is bijvoorbeeld de winning Sellingen weinig kwetsbaar door de afdichtende kleilagen boven het gepompte pakket, die een goede bescherming bieden voor de grondwaterwinning en is de winning De Groeve als kwetsbaar geclassificeerd als gevolg van de geringe dikte van slecht doorlatende lagen boven het gepompte pakket en het ontbreken ervan op sommige plekken. Ruinerwold is een kwetsbare winning doordat de ondergrond grotendeels uit zand bestaat, ook hier ontbreken slecht doorlatende lagen boven het gepompte pakket. De winning Annen-Breevenen is als matig kwetsbaar beoordeeld aangezien een deel van het wingebied in kwelgebied ligt, er (relatief) oud grondwater wordt onttrokken dat afkomstig is van de Hondsrug en er een afdekkende kleilaag boven het gepompte pakket ligt. Het gebiedsdossier van de winning Ruinerwold<sup>2</sup> noemt dat de winning tot op heden minder kwetsbaar is gebleken dan op basis van de opbouw van de ondergrond zou worden verwacht. Door de landbouwkundige ontwatering is de veenlaag de afgelopen decennia in sterke mate door oxidatie en mineralisatie verdwenen. Dit proces zal in de toekomst verder blijven gaan, totdat de veenlaag geheel is verdwenen. Als gevolg daarvan zal de kwetsbaarheid de komende jaren naar verwachting geleidelijk aan steeds verder toenemen.

Uit tabel 1 blijkt dat het voorkomen van veenoxidatie het meest interessant is bij de winningen De Groeve, Ruinerwold, Beilen, Leggelo en Valtherbos-Noordbargeres omdat die zowel kwetsbaar zijn als dat er een (gedeeltelijke) veenlaag aanwezig is in het grondwaterbeschermingsgebied.

Aan de hand van veenkaarten hebben Sjoerd Rijpkema (WBG) en Carolien Steinweg (RHDHV/WMD) van een aantal winningen van WMD en WBGr op globale wijze gekeken naar het risico op oxideren van (een deel) van het veen.

In bijlage 2 zijn overzichtskaarten gegeven van diktes van de veenlagen rondom de winningen (WMD: winningen Ruinerwold, Hoogeveen - Holtien, Kruidhaars en Annen - Breevenen, WBGr: De Punt,

<sup>2</sup> Gebiedsdossier grondwaterbeschermingsgebieden in Drenthe Ruinerwold, 2019

Onnen, De Groeve, Sellingen en Nietap). Per locatie is een kaart van de veendikte (de dikte van de veenlaag volgens de veenkaart 2014 <https://edepot.wur.nl/314315>) in meters weergegeven, opgeschaald naar 250 meter resolutie. De tweede kaart geeft het verschil tussen de grondwaterstand en de bovenkant van de veenlaag. Een negatieve waarde geeft aan dat de grondwaterstand onder de bovenkant van het veen ligt en een positieve vice versa. De gebruikte stijghoogte is berekend met het grondwatermodel MIPWA (versie 3) voor een gemiddelde situatie op een schaal van 250 meter. Het model is niet gekalibreerd en geeft dus een orde van grootte aan van de stijghoogte.

Op de kaarten met het verschil tussen de grondwaterstand en de bovenkant van de veenlaag is voor de beschouwde winningen van de WMD en WBGr een negatieve waarde te zien (globaal tussen de -0,25 en -2 meter). Dat betekent dat de grondwaterstand in alle gevallen onder de bovenkant van het veen ligt. Daardoor ligt het bovenste deel van het veen droog, waardoor er kans op veenoxidatie is. Een nuancering is dat het gaat om gemiddelde grondwaterstanden en dat in natte periode (winter) de stijghoogte soms wel in het veen kan komen. In het geval van de Onnerpolder en De Groeve is in de winterperiode de stijghoogte van het water (deels) boven maaiveld. In de zomer kan het zijn dat het grondwaterpeil hier lager ligt en een deel van het veen boven het grondwaterpeil ligt.

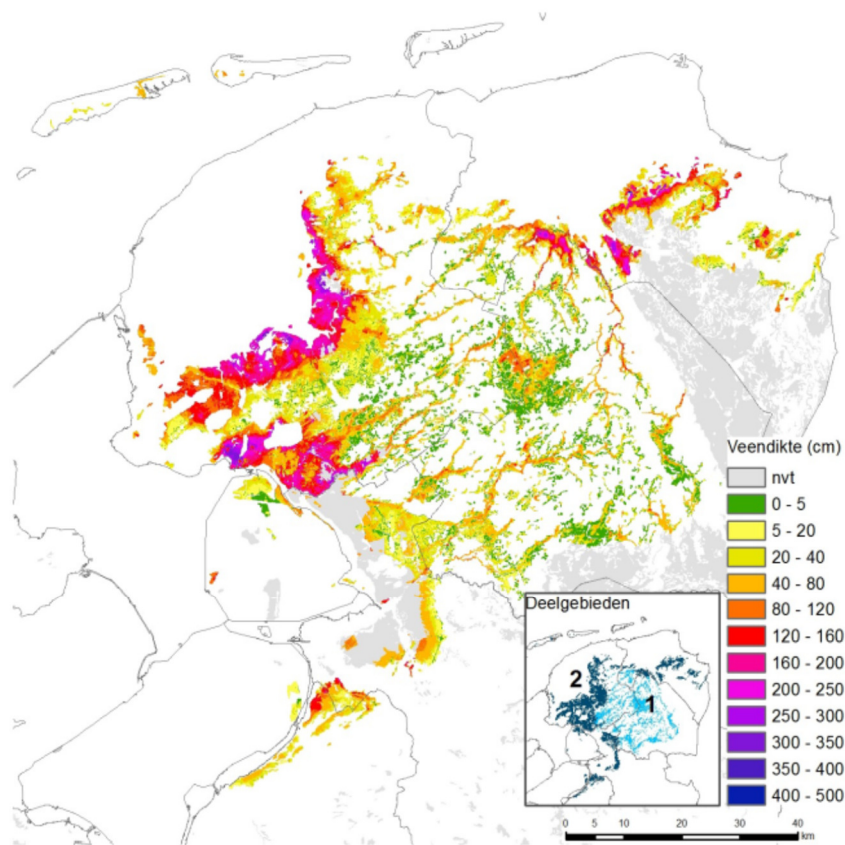
Op locaties in Friesland, Noord- en Zuid-Holland en Utrecht met veel dikkere veenlagen, worden bodemdalingen door veenoxidatie van 0,5 tot 1,5 centimeter per jaar gevonden. De afname hangt, naast het soort veen, vooral af van het waterpeil. In Groningen en Drenthe zijn de veenlagen relatief dun en het veen staat nergens het hele jaar onder water. Uit metingen aan de veendiktes op 96 locaties in Drenthe blijkt dat in de afgelopen decennia de veendikte bij de veengronden per jaar gemiddeld met 1 cm is verminderd en bij de moerige gronden met gemiddeld 0,5 cm.<sup>3</sup> In 2014 zijn de bodemkaarten van de gebieden met dunne veenlagen in Noord-Nederland geactualiseerd, waaronder die van Groningen en Drenthe<sup>4</sup>. Figuur 1 toont deze geactualiseerde veendiktekaart.

---

<sup>3</sup> Het veen verdwijnt uit Drenthe; Alterra uit 2008

<sup>4</sup> Actualisatie bodemkaart veengebieden, Alterra WUR 2014





Veendiktekaart deelgebieden 1 en 2

Figuur 1: Veendikte kaart uit: Actualisatie bodemkaart veengebieden, Alterra WUR 2014

Het blijkt dat er voor een deel wijzigingen zijn opgetreden naar bodemeenheden met een dunnere veendikte. Ongeveer 12% van het gebied is nu ingedeeld bij de zandgronden. Bij deze gronden komt dus geen veenlaag meer voor.

## 4 Conclusies en aanbevelingen

Op basis van de literatuurstudie zijn er sterke aanwijzingen dat een veenlaag beschermend werkt t.a.v. de retentie van OMV's naar het diepere grondwater:

- Veen bevat veel organisch materiaal. Het gehalte organische stof en klei in de bodem en de zuurgraad beïnvloeden het sorptiegedrag en de biologische afbreekbaarheid van een aantal gewasbeschermingsmiddelen in positieve zin.
- Uit onderzoek (Mersie, 1999) is gebleken dat wetlands met een hoger organisch gehalte, in tegenstelling tot landbouwgronden, een aanzienlijk betere filter/retentie functie bieden voor bepaalde gewasbeschermingsmiddelen.

Bovendien wordt veenmateriaal toegepast om bestrijdingsmiddelen te verwijderen in kassen. In een studie naar emissie van bestrijdingsmiddelen uit kassen in de glastuinbouw zijn verschillende bodem- en filtermaterialen onderzocht om concentraties te verlagen.<sup>5</sup> Batch- en kolomexperimenten toonden aan dat (naast pijnboomschors) veen gecombineerd met een lage pH, de hoogste adsorptie opleverde voor de meeste, geteste pesticiden.

Bij een aantal kwetsbare winningen van WBGr en WMD, zoals de locaties De Groeve, Beilen, Leggeloo, Valtherbos-Noordbargeres en Ruinerwold kunnen veenlagen beschermend werken.

In het gebiedsdossier wordt de winning Ruinerwold als kwetsbaar gekarakteriseerd, met als kanttekening dat de winning in praktijk minder kwetsbaar is gebleken dan op basis van de opbouw van de ondergrond zou worden verwacht, door de aanwezigheid van een afdekkend veenpakket. Door oxidatie van de veenlaag zal de kwetsbaarheid van de winning van Ruinerwold in de toekomst mogelijk toenemen.

Het gebiedsdossier Kruidhaars (2019) spreekt over een kwetsbare winning daar waar de bovenste laag uit zandgrond bestaat en van een weinig kwetsbare winning daar waar de bovengrond weinig kwetsbaar is voor uitspoeling als gevolg van een hoog organisch stofgehalte.

Om nauwkeurige uitspraken te kunnen doen over de effecten van de bescherming van veen, is meer informatie nodig over het bodemmateriaal dat ter plaatse aanwezig is, bijvoorbeeld door de bodemkenmerken te onderzoeken (zoals zuurgraad en gehalte aan organische koolstof), dikte en verdeling van de veenlagen. Het effect op de retentie van relevante OMV's, specifiek voor die betreffende winning, kan worden onderzocht door middel van verdere sorptie- of uitloogproeven.

We weten niet precies hoe de veenlagen in de tijd in dikte afnemen, waardoor de impact hiervan op de kwetsbaarheid van de winningen niet goed bekend is. De veenkaarten laten zien dat veenoxidatie optreedt. De al geringe dikte van de veenlaag en de relatieve lage grondwaterstand zorgen voor een situatie dat veenoxidatie een kritische rol kan gaan spelen in de bescherming van sommige winningen. In de gebiedsdossiers wordt aanbevolen om te onderzoeken wat het effect is van het aanwezige veen, en daarmee van het verdwijnen van dat veen door veenoxidatie, op de kwetsbaarheid van de winningen. Dit rapport onderschrijft deze aanbeveling.

---

<sup>5</sup> Pesticide runoff from greenhouse production. Roseth R., Haarstad K. (Water Sci Technol. 2010; 61(6): 1373 – 81

## Referenties

- (1) gebiedsdossiers winningen Groningen en Drenthe 2019
- (2) Het veen verdwijnt uit Drenthe; Alterra uit 2008
- (3) Actualisatie bodemkaart veengebieden, Alterra WUR 2014
- (4) Pesticide runoff from greenhouse production. Roseth R., Haarstad K. (Water Sci Technol. 2010; 61(6): 1373 – 81

## Bijlage 1: WLN Rapport literatuurstudie naar het effect van bodemeigenschappen op de retentie van OMV's met een vertaling naar veengronden

Literature study:

Parameters and processes that influence the behaviour of organic micro-pollutants, especially of Plant Protection Products, in soils (unsaturated zone); with a translation to peat soils

---

<b>Projectnummer WLN:</b>	830500
<b>Datum:</b>	Mei 2020
<b>Status:</b>	Definitief
<b>Auteurs:</b>	Anne-Marie te Kloeze en Anne Strulik
<b>Goedgekeurd door:</b>	Dirk van der Woerd
<b>Opdrachtgever:</b>	Waterketen Onderzoek Noord

---



Het kwaliteitsmanagementsysteem van WLN B.V. is gecertificeerd volgens ISO 9001 en is van toepassing op het op projectmatige basis adviseren op het gebied van watertechnologie.

Ondanks alle zorg die aan de samenstelling van deze uitgave is besteed, kan noch de auteur, noch WLN B.V., noch WLN Business B.V. aansprakelijkheid aanvaarden voor schade die het gevolg is van enige fout in deze uitgave.

© WLN Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van WLN B.V., noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

## Table of contents

<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>IV</b>
1.1    MOTIVATION .....	IV
1.2    OBJECTIVE AND METHOD.....	IV
<b>2    LITERATURE STUDY</b> .....	<b>V</b>
2.1    WHICH PROCESSES INFLUENCE THE BEHAVIOUR OF ORGANIC MICRO-POLLUTANTS, ESPECIALLY OF PPP IN SOILS (UNSATURATED ZONE)? .....	V
2.1.1    SORPTION OF PPP AND ITS METABOLITES IN SOILS .....	V
2.1.2    BIODEGRADATION OF PPP IN SOILS.....	V
2.2    WHICH SOIL PARAMETERS AFFECT THESE PROCESSES? .....	VI
2.2.1    SOIL MINERALS.....	VI
2.2.2    ORGANIC MATTER & DISSOLVED ORGANIC MATTER .....	VII
2.3    WHICH OF THESE SOIL PARAMETERS ARE REPRESENTATIVE FOR PEAT SOILS? .....	X
2.4    HOW ARE THESE PARAMETERS INFLUENCED BY PEAT OXIDATION?.....	XI
<b>3    CONCLUSION</b> .....	<b>XII</b>
<b>REFERENCES</b> .....	<b>XIII</b>

## Introduction

### 1.1 Motivation

In the province of Drenthe and Friesland in the northern Netherlands some groundwater abstraction sites are in peaty areas. Generally, it is assumed, that especially peat soils provide a natural protection to the migration and mobility of organic micro-pollutants due to the higher organic matter content.

These peat soils are mainly drained for agriculture, which leads to oxidation of the organic matter. Peat oxidation has a couple of negative side effects such as soil subsidence, increasing greenhouse gas emissions and the release of nutrients and dissolved organic carbon towards surface waters.

Due to the agriculture, inorganic substances like fertilizers and organic substances such as plant protection products (PPP) are released onto soils. PPP are a common threat for groundwater quality in the Netherlands due to the high application amount. Whereas, some of these substances exceeds the limit values in both, monitoring and abstraction wells.

Thus, for water companies of the northern Netherlands, the question arises if peat oxidation could also effects groundwater quality, regarding to organic micro-pollutants in areas of groundwater abstraction.

### 1.2 Objective and method

In the present report a literature study to processes that influence the behaviour and fate of organic micro-pollutants, especially PPP in the unsaturated zone is investigated. Therefore, it is important to understand which soil parameters primary determine these processes. Based on this information a possible protection of peat soils compared to other soils, such as sandy soils can be derived. Examining the influence of peat oxidation on soil parameters, which determine retention and degradation of PPP, provides information about a possible risk of groundwater quality.

The aim of this report is to answer the following questions:

- Which processes influence the behaviour of organic micro-pollutants, especially of PPP in soils (unsaturated zone)?
- Which soil parameters affect these processes?
- Which of these soil parameters are representative for peat soils?
- How are these parameters influenced by peat oxidation?

## 2. Literature study

### 2.1 Which processes influence the behaviour of organic micro-pollutants, especially of PPP in soils (unsaturated zone)?

The fate and behaviour of PPP are mainly determined by degradation and retention in the soil, which can be divided in two essential processes, the biological/abiotic degradation and the sorption (Thorstensen et al., 2001; Grathwohl & Förstner, 2003; Haider & Schäfer, 2000; Kah et al., 2007).

The processes of sorption and biodegradation are briefly described below regarding to the influence on the PPP behaviour.

#### 2.1.1 Sorption of PPP and its metabolites in soils

Generally, sorption describes both processes, the adsorption on the soil surface or soil colloids and the absorption, which can be described as the chemical binding on or in the soil matrix or soil colloids. Because of soil heterogeneity, both adsorption and absorption can occur simultaneously. (Grathwohl & Förstner, 2003)

The kinetic of PPP is generally described as a two-step process. First, an initial fast sorption occur, defined as adsorption of the organic pollutants on the soil surface or on soil colloids (Grathwohl & Förstner, 2003; Alexander, 1995). This is the main important step and based on weak, physical interactions, that is mostly reversible and promote biodegradation. The second step is the slow absorption based on the slow diffusive transport into the inner of the pore matrix of molecular interstice volume of clay minerals and humic substances. Generally, this process is irreversible, but it can also lead to a slow desorption of bounded pollutants over a longer time. Thus, the pollutants may still be transported in the soil or into groundwater, even after years of application stop (Haider & Schäfer, 2000; Grathwohl & Förstner, 2003). Due to this process, bioavailability of pollutants is inhibited.

#### 2.1.2 Biodegradation of PPP in soils

Biodegradation is a fundamental process for decreasing PPP levels in soil, which can be described as the breakdown of substances by micro-organism or enzymes (Aislabie & Lloyd-Jones, 1995). Therefore, the substance can be altered into a substance with losing specific properties of this substances or remove undesired properties. It also can lead to a complete substance breakdown to either fully oxidized or reduced simple molecules. Biodegradation reduces the concentration of the degraded substance but originates products, also called metabolites, that can be more harmful or mobile than the mother substance.

In general, anthropogenic substances such as PPP are faster degraded after a so-called lag-phase. To the begin non or negligible biodegradation takes place over longer time (hours to weeks). After this lag-phase, the degradation of PPP becomes faster. Reason of this lag-phase is that, organisms must grow and increase, or important enzymes must be induced first. (Haider & Schäfer, 2000)



## 2.2 Which soil parameters affect these processes?

In the following section important soil parameters, which influence the sorption and degradation behaviour are named in general and are explained in more detail by using examples.

The sorption behaviour of active substances is mainly dependent on substance characteristic, especially from the polarity, the ionicity, the size of the compound and the alkalinity but also on the soil properties (Eschenbach et al., N/A). The major soil parameters, which have a high influence on the sorption of organic compounds such as PPP are the clay content, the organic matter content, the dissolved organic matter (DOM) and the soil pH (Eschenbach et al., N/A; Haider & Schäfer, 2000).

The most important determining variables of biodegradation are the bioavailability of PPP to organism, the amount of biomass, their degradation capacity and the activity or the physiological state of microorganism. The bio- or microorganism activity is influenced by soil temperature, moisture, pH and the application management. Additionally, biodegradation is influenced by the organic matter content of the soil. The biodegradation in soil occurs due to microorganisms, especially fungi's and bacteria, which in turn corresponds to about 5 % of the soil organic matter (Grathwohl & Förstner, 2003). In several literature it is mentioned that the number of microorganisms decreases with increasing soil depth and underneath the humus soil layer. Therefore, the biodegradation in deeper layers is delayed (Haider & Schäfer, 2000).

The bioavailability decreases with an increasing retention time due to an increased chemisorption or other reactions such as photo degradation.

Microorganism are only able to degrade solute organic substances with a maximum molar mass of < 600 Da, whereby a degradation of the substances bound in the soil is difficult (Haider, 1999a). Weber et al. (1993) show differences in biodegradation for the compounds diquat and paraquat by adding humic substances and montmorillonite (clay mineral) to the soil substrate. Less biodegradation was detected on soils with added organic materials in comparison to the soil with no additions. Especially, after a long retention time of solute pollutants in soils a high inhibition of biodegradation can be seen. For example, a study of the effect of "aging" to biodegradation of phenanthrene and 4-nitrophenol has been shown, that biodegradation is lower on soils with longer contact times and higher on soils with less contact time (Hatzinger & Alexander, 1995). It was also determined that the extractability of these compounds decrease with increasing contact time and a higher humus content.

### 2.2.1 Soil minerals

Especially, the sorption of polar, non-ionic and ionizable PPP are influenced by the mineral colloids of the soil. Additionally, the sorption of ionizable PPP are also sensitive to the soil pH. Different studies showing that an increased clay content or content of aluminum- and iron hydroxides significantly increase the sorption of PPP.

PPP containing polar functional groups interact with clay minerals by different mechanisms. They can interact with exchangeable cations on clay surface via ion-dipole interaction and with siloxane surfaces via surface adsorption. For example, studies on the sorption capacity of the PPP atrazine and clomazone showing, that sorption decreased on montmorillonite saturated with different cations in the following order:  $Al^{3+} > Mg^{2+} > Ca^{2+} > Li^{+} > Na^{+}$  (Sawhney & Sing, 1997). Also, metolachlor

sorption was related by raw and purified bentonites (Neenemann et al., 2001). Whereas, the type of bentonite influences the sorption capacity of this compound. Similar relations were observed by Gonzales and Ukraincyk (1996). They detected that sorption of nicosulfuron on Iowa soils is more related to the clay content, especially 2:1 clay mineral. Usually for other sulfonylureas sorption is mainly controlled by the organic carbon content and the pH. Thus, in Brazilian soils, which had no significant 2:1 clay mineral content, the sorption was more related to the organic carbon content. This result show, that sorption differences are also influenced by the type of clay mineral. Less desorption was detected on Iowa soil compared to the desorption on Brazilian soil, which may be caused by chemisorption. (Gonzalez & Ukraincyk, 1996)

The mechanism of electron exchange is also influencing the sorption of glyphosate, acifluorfen (Sprankle et al., 1975). Whereas, the herbicides diquat and paraquat as a bivalent cation mainly bounded on the interlayer of clay minerals (Huang et al., 1996; Eschenbach et al., N/A).

Also, biodegradation can be influenced by the type of soil texture due to the fact, that bacteria are only able to colonize pores with a larger diameter. Compounds which are bounded in the smaller clay or loam pores with a diameter < 2 µm are less bioavailable. (Haider & Schäfer, 2000)

### **2.2.2 Organic matter & dissolved organic matter**

In literature it is often reported that especially the sorption behaviour of many PPP is primary related to the soil organic matter (SOM). SOM contains of 85 % humus, 10 % of plant residues and 5 % of endaphon (Grathwohl & Förstner, 2003). Humus fraction can be differentiated in humic substances and non-humic substances. Non-humic substances are easier biodegradable, thus the live span in soil is shorter in comparison to the humic substances. They have a defined characteristic such as carbohydrates, proteins, amino acids, fats, waxes and low molecular acids (Sadegh-Zadeh et al., 2017).

Whereas, humic substances are more stable, developed over a longer period and constitutes the bulk of the organic matter in most soils. Generally, humic substances can't be influenced by soil- or agriculture management. The degradation products of organic substances react with clay and fine silt to stable bounding's, which can't be degraded easily (Sadegh-Zadeh et al., 2017; Jäckel, U. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2019). Especially, this humic substances play an important role in polymerization and de-polymerization reactions and in reactions with organic compounds such as PPP and other toxic pollutants (Sadegh-Zadeh et al., 2017). Additionally, SOM can be divided in organic matter and dissolved organic matter (DOM).

Hydrophobic, anionic organic substances are mostly influenced by SOM, especially humic substances (Haider & Schäfer, 2000; Sadegh-Zadeh et al., 2017; Thorstensen et al., 2001). But also sorption of weak basic PPP such as atrazine, triazine, chloroprohame, fenuron other carbamate-urea herbicides and weak acid PPP such as 2,4-D; 2,4,5-T and MCPA are mainly related to SOM and are only weakly effected by clay minerals (Haider & Schäfer, 2000). The sorption of these compounds is influenced by the soil pH. Thus, weak acid PPP are more sorbed on soils under weak acid conditions, whereas weak basic PPP are more likely to sorb under weak basic or neutral soil conditions (Haider & Schäfer, 2000; Thorstensen et al., 2001).

Several investigations to study the sorption behaviour of the weak anionic acid MCPA have shown a relation between the sorption rate and the SOM content (Thorstensen et al., 2001; Hiller et al., 2006;

Socias-Viciana et al., 1999). Hiller et al. (2006) detected, that the specific kind of organic matter content is related to the sorption behaviour of MCPA. They have determined, that especially the humic substances are relevant for the sorption capacity of MCPA. The sorption in soils, with predominantly fulvo acids was higher than on soils, with predominantly humic acids, even when the organic carbon content was almost the same (Hiller et al., 2006).

It was also seen that desorption decreases on soils with higher organic matter and increase on soils with lower organic matter content (Thorstensen et al., 2001; Hiller et al., 2006). However, in all these studies, MCPA generally had a low sorption capacity, suggesting that MCPA is quite mobile.

Thorstensen et al. (2001) determined high sorption isotherms for MCPA, bentazone, dichlorprop and propiconazole on soils with an organic carbon content of 37.7 % and a low pH, which were about 100 times higher than the sorption isotherms for other sandy and sandy-loamy soils with a lower organic matter content and weak acid soil pH conditions. It is also assumed, that neutral conditions of weak acid PPP decreases the sorption capacity due to the electrostatic repulsion of negatively charged soil colloids and anionic PPP (Haider & Schäfer, 2000; Thorstensen et al., 2001). Therefore, it can be assumed, that high organic matter content of soils and soil pH influence the mobility of these PPP.

K. Hammi et al. (2019) studied the sorption and transport behaviour of the fungicides penconazole and flusiazole, by using two different soils with different amounts of peat amendment. They detected an increased sorption rate and a decreasing leachability in soils with a higher soil organic matter content (Hammi et al., 2019).

Investigations on the sorption behaviour on endosulfan, a chlorinated insecticide have shown higher sorption capacities on soil substrate with higher organic matter content and higher clay content (Kumar & Philip, 2005). Additionally, a sorption- and desorption hysteresis of endosulfan has been determined on soils with higher organic matter and clay content, which can occur due to the chemical binding to humic substances or clay colloids. A higher desorption was detected on soils with a lower cation exchange capacity and a lower organic matter content. In clayey soils the sorption behaviour is also related to the soil pH. Thus, a lower pH leads to a decreased sorption behaviour of endosulfan in clayey soils.

In literature different results and estimations on the sorption behaviour of napropamide are discussed. Several studies found that sorption is related to a higher SOM content. Whereas Aguer et al. (2000) indicated, that sorption of napropamide is mainly influenced by the clay content of the soil and not of the SOM. They assume, that napropamide is higher mobile in sandy soils due to a lesser sorption potential.

Due to the high affinity of non-ionic, hydrophilic PPP to SOM, also an influence of DOM to the fate and behaviour of PPP in soil systems can be assumed. PPP can be bounded on DOM, which enhancing the mobility into deeper soil layers or groundwater.

An increasing mobility of DDT was detected by the presence of urea based dissolved soil organic matter (Ballard, 1971). Chiou et al. (1986) studied the solubility of different organic pollutants by presence of different dissolved organic matter (DOM). This study has shown, that especially for organic compounds (PCB, DDT) with a low water solubility, the solubility increases with increasing concentration of DOM in the test solution. In case of organic compounds (lindane, trichlorobenzene) with a higher water solubility, no or less influences on the water solubility by presence of DOM could

be determined. Additionally, it was seen, that also the kind (humic acids, fulvic acids) and the source of DOM influence the water solubility. They also suggest that the effectiveness of DOM mainly depends on the nature, the molecular size and polarity of DOM (Chiou et al., 1986).

Abdul et al. (1990); Rebhun et al. (1996) suggested, that dissolved humic substances reduce the sorbability of highly hydrophobic organic compounds on soils.

Studies show, that napropamide can associate with SOM, with a higher affinity to dissolved humic acid than to dissolved fulvic acid (Weber et al., 1993). They also detected a decreasing sorption onto clay minerals due to existence of DOM. However, in other studies no relation between DOM on the fate of napropamide were seen (Sadegh-Zadeh et al, 2011). Thevenot et al. (2009) have been studied the leaching behaviour of diuron by proceeding column tests. Increasing diuron concentration were measured in eluates with higher concentrations of DOM contained in substrate. It is assumed, that a part of diuron is complexed with DOM, mainly by hydrogen bonds. Whereas, on other SOM substrate no influence of DOM on the sorption and transport of diuron were detected (Thevenot et al., 2009). Madhun et al. (1986) found out that the sorption in DOM soil solution with a molecular mass in a range of 700 – 5000 Da is 70 times greater than in soil.

However, Spark & Swift (2002) couldn't detect any influence of natural DOM on the sorption and transport behaviour of atrazine, isoproturon, parquat and 2,4 D.

It can be concluded that there are huge differences between the DOM and the effect on the solubility and sorbability on organic pollutants (Chiou et al., 1986). Reasons could be the molecular weight and hydrophobic character of DOM. In the case of non-ionic, hydrophobic organic pollutants especially the amount of hydrophobic fraction of DOM is the main controlled parameter.

Studies to biodegradation of the four PPP simazine, metalaxy, metribuzin and fenamiphos were conducted in different Australian surface soils. The degradation rates were highest in soils with higher organic matter and with a higher soil moisture. Therefore, the results show a decreasing or negligible degradation in the sub-surface. (Webb & Aylmore, 2002)

Xu et al. (2009) investigated the sorption and degradation behaviour of ketoprofen, which is an organic analgesic in different soil substrate. They found that the degradation rate of ketoprofen decreased with increasing organic matter and a higher sorption capacity (Xu et al., 2009). This result also shows a correlation of sorption and the degradation capacity in soils.

In comparison, the determination of the degradation capacity of the PPP atrazine with three degrading bacteria strains showing an enhancing bioavailability for all three strains in soil with highest organic carbon content.

A degradation study of diuron, bromacil and chlortoluron showing, that degradation of diuron and chlortoluron increased was higher in loamy sandy soil than in peat soil. Whereas, the soil type had negligible effects on the degradation of bromacil (Madhun & Freed, 1987).

El-Dahtory et al. (1984) observed higher degradation rates of 2,4 dioxohexahydro-1,3,5-triazine with microorganism of soils with high number of particles with a smaller size (< 6 µm) and of soils with higher organic matter content (compost).

The soil parameters, which are mentioned above strongly effects the behaviour of organic PPP in soils. However, also other parameters such as pH, soil moisture, temperature or soil compaction influence the behaviour of PPP in soils. Some of these parameters are more related by other factors such as climatic condition and soil management. Additionally, also compound characteristic itself influence fate and transport behaviour in the soil. Whereas some of these PPP are more influenced by these soil parameters than others. Furthermore, the processes of sorption and biodegradation strongly influence each other.

### 2.3 Which of these soil parameters are representative for peat soils?

In general peat can be divided in two types, the bogs (ombrotrophic peatlands), which are only fed by precipitation and the fens (miner trophic peatlands) which has been also in contact by surface- or groundwater and with mineral soil/bedrock. Due to the interruption by incursion of river- or sea water the peat formation can take place in different layers and depths.

The different chemical properties of the input water the acidity and the nutrient level can differ between the peat types. Precipitation water is poor in nutrients due to less buffer capability and the contact with the CO<sub>2</sub> in the atmosphere it is slightly acidic (~ 5.7). Thus, bogs tend to be more acidic values and fens have higher pH values with different species (Table 1). (Parish et al., 2008)

Table 2: Peat types and their pH characterisation (Parish et al., 2008)

Peatland type	pH range
Bog	3.7 – 4.2
Extremely	3.8 – 5.0
Transitional	4.8 – 5.7
Intermediate fen	5.2 – 6.4
Transitional	5.8 – 7.0
Extremely rich/eutrophic	7.0 – 8.4

The precipitation water is poor in nutrients and more acid, therefore bog peat tend to a more acidic milieu (Parish et al., 2008). Undisturbed bogs have a diplotemic structure, which can be described as the presence of two layers, the acrotelm and the catotelm. The catotelm is located below the water table and builds up the bottom of peat, which is permanently saturated and results in an anaerobic condition and less microbiology. The acrotelm is located above the catotelm, characterized by fluctuated water tables, which leads to alternating anaerobic and aerobic conditions and a higher microbiologic activity. This layer has a loose structure, which can contain and release a large quantity of water. Generally, the degree of peat decomposition increases with increased soil depth.

Peat soils are high on organic matter, which usually contain more than > 20 % organic carbon (Rezanezhad et al., 2016; Tiemeyer et al., 2016). It is a highly compressible material with seasonal variated vertical movements due to swelling and shrinking. The soil structure of peatlands is heterogenous with a high pore space of 80 – 97 Vol. %. The pore space is highest in the upper soil layer and decreased with increasing soil depth and independency on the decomposition rate.

The hydraulic properties of peat are related to the physical properties, to the vegetation and the decomposition state. Whereas, the degree of decomposition is mainly influenced by the drainage

management but also by the age, the plant community and the depth. The decomposition of peat leads to a reduction of the proportion of large pores and thereby also the inter particle pore space. (Rezanezhad et al., 2016)

Peatlands can be defined as heterogenous soil materials with a large pore space, which contains a high amount of SOM. Due to the different development, peat soils may differ in their pH.

## 2.4 How are these parameters influenced by peat oxidation?

Because of agricultural purposes the main peat areas in the Netherlands are drained, which has several effects on the natural conditions of the peat land. The main effects are the land subsidence, the shrinkage of the top layer and the mineralization or the oxidation of the soil organic matter. The soil subsidence is correlated with the oxidation process, which is caused by drainage. Generally, peat has a high-water storage capacity, the withdrawal of water in peat soils leads to a volume reduction of the upper layer. Thus, leads to a compaction of the deeper soil layers, which can affect the normal hydraulic properties of the peat soils.

Bader et al., (2018) mentioned, that the SOM content in deeper managed peat soil were close to values in undisturbed peat. Whereas, different SOM characteristics were found in the topsoil's, which were assumed as an indicator for decomposition due to drainage management.

The SOM content and concentration of DOC in pore water in natural peatlands and degraded and rewetted peatland were also investigated by Liu et al. (2019). For this purpose, they compared the results of the soil parameters: bulk density (Bd), soil pH and C/N ratio of 68 publications and field samples by a linear regression analysis. They observed a strong linear relation between the Bd and the SOM and between the total porosity, macro-porosity and Bd. The Bd of degraded peat soil are generally higher than for natural peat lands. It can be concluded that high degraded peat soils with increased Bd and an almost constant C/N ratio consequently leads to a decreased SOM content. Within peat degradation the neutral peat material such as plant residues are vanished and replaced by fine mineral particles whereby the quantity and also the quality of the SOM, the porosity and hydraulic conductivity significantly decrease.

A large variance of DOC concentrations between this publication results were examined, which is mainly related to land management and peat degradation state (Liu et al., 2019). It was ascertained that DOC concentration in natural peat lands were significantly lower in comparison to drained and rewetted peatlands. Additionally, negligible differences of DOC concentration were observed in drained and rewetted peaty areas. It was seen that DOC concentration is related to the Bd. Also, the average DOC fluxes from drained peatlands were higher than those from natural peatlands (Liu et al., 2019).

Hribljan et al. (2014) measured higher DOC concentrations at peat sites with lowered water tables. Additionally, Banas (2004) determined higher DOC concentrations, lower pH values as well as a higher conductivity in groundwater of peat bogs with less natural quality due to drainage.

Different studies conclude that the DOC concentration is correlated with the SOM content such as Kalbitz & Geyer (2002). They studied the DOC concentration in topsoil, groundwater and surface water at different peatlands in the north-western of Germany, which differ in land use and degradation

grade. Some sites are influenced by agriculture with only a low amount of peat other sites are less degraded, which can be described as a more intact peatland with higher peat proportion. Higher DOC concentrations were measured at intact peatlands than in degraded peat soils. Based on this result they assumed, that the DOC concentration is strongly correlated with the SOM amount.

Whereas, Schwalm & Zeitz (2015) found similar DOC releases in soils, which differ in the SOM content and in the thickness of peat. They determined that primarily the degree of decomposition and the pH influence the DOC release, the SOM and also the water table depth.

Nuriman et al. (2016) concluded, that the DOC production and release is higher in peat soils, which are recently disturbed than in past disturbed peat soils.

In several studies effects of drainage management on the characteristic of peat soils were determined. Many studies conducted that the SOM content decrease and the release of DOC increase due to drainage management. Other studies mentioned that no increased DOC release can be expected in peat soils, which are drained since years.

### 3. Conclusion

With regard to the specific problem, there are only a few studies found in the literature, so it is difficult to make a precise statement as to what impact peat oxidation might influence the input of PPP into the groundwater in the future. However, the present report shows that sorption and biological as well as abiotic degradation processes have the main impact on the retention of PPP behaviour in soil. A large number of the studies presented in this report show that these processes are mainly influenced by the organic content of the soil and clay content.

The drainage of the peatlands leads to a reduction and to a change of the organic material in the peaty soils, which can also lead to a change in the hydraulic properties. Whether this also applies to soils that have long been subject to drainage could not be clarified in this report due to less information. It can be assumed that this reduction and alteration caused by peat oxidation could also be risk for the aquifer quality. Mersie, (1999) investigated the behaviour of metolachlor in wetlands with higher organic content. The investigations showed that, in contrast to agricultural soils, these soils offer a significantly better filter function for metolachlor and similar PPP.

It should be stated that this report doesn't offer enough information to prove this hypothesis. In order to be able to make precise statements about it, however, the soil material on site should be examined more closely, for example by examining the soil characteristics (pH, organic carbon content, texture, cation exchange capacity (CEC)) thickness and distribution of the peaty layers and possibly by means of further sorption or leaching tests.

Furthermore, this report did not investigate in detail which influence and how pronounced preferential flow paths are in different soils, which could also have an influence on the entry of PPP into the groundwater.

## References

- Abdul et al., A. (1990). Use of humic acid solution to remove organic contaminations from hydrogelologic systems. *Environmental Science Technology* , 328-333.
- Aguer et al., J. P. (2000). Sorption and photolysis studies in soil and sediment of the herbicide napropamide. *Journal of environmental science and health part B*, S. 725-738.
- Aislabie, J., & Lloyd-Jones, G. (1995). A Review of Bacterial Degradation of Pesticides. *Australian Journal Soil Research*, 925-942.
- al., A. E. (N/A). *Leitfaden "biologische Verfahren zur Bodensanierung" - Humifizierung von Schadstoffen*. Berlin - Deutschland: Umweltbundesamt.
- Alexander, M. (1995). How toxic are toxic chemicals in soil? *Environmental science and technology*, 2713-2717.
- Bader et al., C. (2018). Peat decomposability in managed organic soils in relation to land use, organic matter composition and temperature. *Biogeosciences*, S. 703-719.
- Ballard, T. (1971). Role of humic carrier substances in DDT. *Soil Science Society of America Journal* 35, 145-147.
- Banas, K. (Januar 2004). Effect of peat-bo reclamation on the physico-chemical characteristics of the groundwater in peat. *Polish Journal of Ecology*, S. 69-74.
- Chiou et al., C. (1986). Water Solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids. *Environmental Science Technology*, 502-508.
- El-Dahtory et al., A. (1984). Degradation and Utilization of 2,4-dioxohexahydro-1,3,5-triazine (DHT) by soil microorganism. *Mikrobiologie* , 375-382.
- Eschenbach et al., A. (N/A). *Leitfaden "Biologische Verfahren zur Bodensanierung"- Humifizierung von Schadstoffen*. Berlin, Deutschland: Umweltbundesamt.
- Gonzalez, J., & Ukraincyk, L. (1996). Adsorption and desorption of Nicosulfuron in soils. *Journal of environmental Quality*, 1186-1192.
- Grathwohl, P., & Förstner, U. (2003). *Ingenieurgeochemie - natürlicher abbau und Rückhalt, Stabilisierung von Massenabfällen*. Springer.
- Haider, K., & Schäfer, A. (2000). *Umwandlung und abbau von Pflanzenschutzmitteln in Böden*. Enke.
- Hammi et al., K. (2019). Effect of peat addition on sorption and leaching of triazols in Oran soils. *Journal of Chemistry* .
- Hatzinger, B., & Alexander, M. (1995). Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environmental Science Technology* 29, S. 537 - 545.



- Hiller et al., E. (2006). Laboratory study of retention and release of weak acid herbicide MCPa by soils and sediments and leaching potential MCPA. *Plant Soil Environment*, 550-558.
- Hribljan et al., J. (2014). The effect of long term water table manipulations on dissolved organic carbon content in a poor fen peatland. *Geophys. Res. Biogeosci.*, 577-595.
- Huang et al., W. (1996). A distribution reactivity model for sorption by soils and sediments. The influence of near surface characteristics in mineral domains. *Environmental Science Technology Vol. 30*, 2993-3000.
- Jäckel, U. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. (09. 10 2019). *Grundlagen - Sachsen*. Von Sachsen.de: <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/grundlagen-20438.html> abgerufen
- Kah et al., M. (2007). Factors influencing degradation of pesticides in soil. *Journal Agriculture Food Chemistry*, 4487-4492.
- Kalbitz, K., & Geyer, S. (2002). Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Organic Geochemistry*, S. 319-326.
- Kumar, M., & Philip, L. (2005). Adsorption and desorption characteristics of hydrophobic pesticide endosulfan in four Indian soils. *Chemosphere* 62, 1064-1077.
- Liu et al., H. (2019). Soil degradation determines release of nitrous oxide and dissolved organic carbon from peatlands. *Environmental Research Letters*.
- Madhun et al., Y. (1986). Binding of herbicides by water-soluble organic materials from soil. *Journal of environmental quality*.
- Madhun, Y., & Freed, V. (1987). Degradation of the herbicides bromacil, diuron and chlortoluron. *Chemosphere* , 1003-1011.
- Mersie, C. A. (1999). Metolachlor fate and mobility in a tidal wetland soil. *WETLANDS, VOI 19, No. 1*, 228 - 235.
- Neenemann et al., A. (2001). Clay-based formulations of metolachlor with reduced leaching. *Applied clay science*, 265-275.
- Nuriman et al., M. (2016). Dissolved organic carbon (DOC) in peat suggests limit to decomposition. *International peat congress*.
- Parish et al., F. (2008). *Assessment on peatlands, biodiversity and climate change - Main Report*. Malaysia, Netherlands: Global Environment centre, Kuala Lumpur & Wetlands International Wageningen.
- Rebhun et al., M. (1996). Dissolved humic substances for remediation of sites contaminated by organic pollutants - binding desorption model predictions. *Water resources Vol. 30* , 2027-2038.
- Rezanezhad et al., F. (2016). Structure of peat soil and implications for water storage, flow and solute transport: A review update for geochemists. *Chemical Geology*, S. 75-84.

- Sadegh-Zadeh et al, F. (May 2011). Sorption and Desorption of Napropamide in sandy soil amended with chicken dung and palm oil mill effluent. *Soil and Sediment Contamination*, S. 387-399.
- Sadegh-Zadeh et al., F. (2017). Sorption, degradation and leaching of pesticides in soils amended with organic matter: A review. *Advances in Environmental Technology*, 119-132.
- Sawhney, B., & Sing, S. (1997). Sorption of atrazine by Al- and Ca-saturated smectite. *Clays and clay minerals*, 333-338.
- Schwalm, M., & Zeitz, J. (2015). Concentrations of DOC in peat soils as influenced by land use and site characteristics - a lysimeter study. *CATENA*, S. 72-79.
- Socias-Viciano et al., M. (1999). Sorption and Leaching of Atrazine and MCPA in Natural and Peat-Amended Calcareous soils from Spain. *Agriculture Food chemistry*, 1236-1241.
- Somasundaram, L. (1989). *Factors influencing the enhanced microbial degradation of pesticides in soil*. Iowa: Iowa State University.
- Spark, K., & Swift, R. (2002). Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. *Science of total environment*, 147-161.
- Sprankle et al., P. (1975). Adsorption, mobility and microbiological degradation of glyphosate in soil. *Weed science* 23, 229-234.
- Stoytcheva, M. (2011). *Pesticides in the modern world - pesticides use and management*. Croatia: InTech.
- Thevenot et al., M. (2009). Interactions of diuron with dissolved organic matter from organic amendments. *Science of the total environment* 407, 4297-4302.
- Thorstensen et al., C. (2001). Sorption of bentazone, dichlorprop, MCPA and propiconazole in referenced soils from Norway. *environmental Quality*, Vol. 30, 2046-2052.
- Tiemeyer et al., B. (2016). *Instrumente und Indikatoren zur bewertung von biodeiversitäten und Ökosystemleistungen von Mooren*. Braunschweig.
- Webb, K., & Aylmore, L. (2002). The role of soil organic matter and water potential in determining pesticide degradation. *Developments in soil science* , 117-125.
- Weber et al., J. B. (1993). Bioavailability and Bioactivity of sorbed organic chemicals. *Soil Science Society of America and American Society of Agronomy*.
- Xu et al., J. (2009). Adsorption and Degradation of Ketoprofen in soils. *Journal Environmental Quality* , 1177-1182.

## Bijlage 2 Veenkaarten

